中国生态农业学报 2016 年 10 月 第 24 卷 第 10 期
Chinese Journal of Eco-Agriculture, Oct. 2016, 24(10): 1371−1381

DOI: 10.13930/j.cnki.cjea.160327

基于物质流分析的农业土地利用系统氮素效应分析*
——以湖南省桃江县为例

袁承程[1] 刘黎明[1**] 付永虎[1] 殷冠羿[1] 周 德[2]

(1. 中国农业大学资源与环境学院 北京 100193; 2. 浙江工商大学土地资源管理系 杭州 310018)

摘 要 为系统分析和评价农业土地利用环境效应，了解农业系统中物质循环规律，提高物质利用效率，本文采用物质流分析方法，通过构建区域尺度农业土地利用系统的物质流分析框架和评价指标体系，以湖南省桃江县为案例区，综合评价了该区域农业土地利用系统中氮素利用效率及环境健康状况。结果表明：(1)1980—2013 年，桃江县农业土地利用系统生产输入氮素量和环境输入氮素量显著增加，2013 年比 1980 年分别增加了 1.2 倍和 0.4 倍；其中，生产输入方式是桃江县氮素输入总量的主要来源，占 2013 年总输入量的 77%。(2)1980—2013 年，桃江县氮素输出总量逐年波动增长，而产品输出氮素量却增加不多，但环境输出氮素量比 1980 年增长了 1.4 倍。(3)与此同时，桃江县农业土地利用系统氮肥投入强度逐年增长，至 2013 年其值达到 328.4 $kg\cdot hm^{-2}$，超过了警戒值(250.0 $kg\cdot hm^{-2}$)；此外，桃江县氮素物质利用效率逐年降低，物质生产效率还处于较低水平，还需进一步采取措施，调整农业结构，提高农产品附加值。(4)1980—2010 年桃江县农业土地利用系统生态稳定性和环境健康质量逐年恶化，然而，在 2010—2013 年桃江县的环境健康质量有所好转，其氮素养分负荷由 2010 年的 208.8 $kg\cdot hm^{-2}$ 回落至 2013 年的 154.1 $kg\cdot hm^{-2}$。

关键词 物质流分析 农业土地利用系统 氮素循环 环境质量 物质利用效率
中图分类号: X82; S19 **文献标识码:** A **文章编号:** 1671-3990(2016)10-1371-11

SFA-based analysis of nitrogen effect on agricultural land use systems in Taojiang County, Hunan Province*

YUAN Chengcheng[1], LIU Liming[1**], FU Yonghu[1], YIN Guanyi[1], ZHOU De[2]

(1. College of Resources and Environment, China Agricultural University, Beijing 100193, China;
2. Department of Land Resources Management, Zhejiang Gongshang University, Hangzhou 310018, China)

Abstract Since the reform and opening-up was launched in 1978, environmental problems have increased due to unreasonable agricultural land use practices in China. Thus systematic analysis and evaluation of the environmental effects of agricultural land use, detailed understanding of material cycle mechanisms in agricultural systems and the improvement of material utilization efficiency have become a key research focus of land science. Substance flow analysis (SFA) is a systematic method of assessment of material flow and stock in a given system in the fabric of space and time. The SFA method is comprised of 3 parts — the sources, the pathways and the sinks. It characterizes the pathways of substances in, out and through a system and therefore an effective support tool for resources and environmental management. In this paper, an indicator system (including material input indicators, material output indicators, stock indicators, material intensity and efficiency indicators, and environmental health indicators) was established based on the SFA framework for the assessment of regional scale agricultural land use systems. The method was also used to assess material use efficiency and environmental quality in

* 国家自然科学基金重点项目(41130526)资助
** 通讯作者：刘黎明，主要研究土地资源可持续利用与景观规划。E-mail: liulm@cau.edu.cn
袁承程，主要研究土地利用系统模拟。E-mail: ycc920@126.com
收稿日期: 2016−04−07 接受日期: 2016−05−06
* This study was support by the National Nature Science Foundation of China (41130526).
** Corresponding author, E-mail: liulm@cau.edu.cn
Received Apr. 7, 2016; accepted May 6, 2016

agricultural land use systems. Based on the cause-study analysis of Taojiang County (northern Hunan Province), material flow in the SFA framework in agricultural land use systems included productive input, production output, environmental output and stock. The results indicated that: (1) nitrogen derived from material productive input and environmental input sharply increased during the period from 1980 to 2013. The amounts of nitrogen derived from material productive input and environmental input in 2013 were respectively 1.2 and 0.4 times that in 1980. Productive input was the main source of nitrogen in Taojiang County. (2) Production output increased slowly during the period from 1980 to 2013. However, environmental output in 2013 approximatively doubled that in 1980. (3) There was an increasing trend in nitrogen material input intensity in Taojiang County during the period from 1980 to 2013. Material input intensity of nitrogen in 2013 was 328.4 kg·hm^{-2}, exceeding the critical value of 250.0 kg·hm^{-2}. In addition, material use efficiency of nitrogen decreased gradually during the period. Compared with the average value for Hunan Province, material production efficiency in agricultural land use systems in Taojiang County was lowest in 2013. It was therefore important for the local government to take measures to promote the adjustment process of agricultural structure and improve added value of agricultural products in the region. (4) The stability of the ecosystem and the quality of the environment reduced gradually for the period from 1980 to 2010, however, environmental quality improved during the period during 2010 to 2013. Nitrogen load decreased from 208.8 kg·hm^{-2} in 2010 to 154.1 kg·hm^{-2} in 2013. Although to a certain extent errors existed in the SFA analysis due to data shortage and difficulties in parameterization, the SFA method was a useful tool for the evaluation of material use efficiency and environmental quality in agricultural land use systems.

Keywords Substance flow analysis (SFA); Agricultural land use system; Nitrogen cycle; Environmental quality; Material use efficiency

改革开放以来，我国普遍实行了高投入的集约化农业生产模式，不仅满足了日益增长的粮食需求，也为农民的增产增收创造了条件。然而，高投入的集约化农业生产模式在提高农业土地利用收益的同时也会产生严重的农业环境问题，如化肥的过度投入，造成农业非点源污染加剧、土壤板结、臭氧层破坏等问题，严重影响了高集约化农业土地利用系统的可持续性[1]。因此，如何系统分析和评价农业土地利用环境效应，了解农业系统中物质循环规律，提高物质利用效率，已成为当前环境科学和土地科学的重点研究方向之一。

物质流分析作为一种系统性分析一定时空范围内关于特定系统中物质流动和储存的方法，主要涉及物质流动的源、路径及汇[2]。它对于认识社会经济系统中物质循环规律，提高物质利用效率，识别环境问题，推动社会经济系统可持续发展具有重要意义[3–4]。目前，物质流分析主要有两种类型，即 Bulk-MFA (Bulk-Material Flow Analysis)和 SFA (Substance Flow Analysis)[5]。Bulk-MFA 主要分析社会经济系统中混合物和大宗物资的流动状况，其研究对象主要是国家经济系统。至今已形成了一套成熟的研究体系，在意大利、英国以及中国等国家得到了广泛的应用[6–13]。而 SFA 主要针对某种特定的物质流进行研究，一般指化学元素或者化合物[14]，常应用在国家物质循环分析[15–17]、流域营养元素代谢分析[18]以及环境风险评价[19]等方面。SFA 在追踪特定元素或化合物的流动过程，识别环境问题，提高物质利用率等方面具有特殊的优势，从理论上分析，SFA 应同样适用于农业土地利用系统中重要元素流动过程的追踪与环境效应的分析。

农业土地利用系统是由自然环境、生产要素输入、土地利用方式、土地利用过程以及各种输出组成，是农业生产活动过程中形成的自然–生态–经济复合系统。目前，对农业土地利用系统的研究主要集中在应用养分平衡模型分析营养物质在农业系统中的流动状况，识别土地养分盈余或者缺损的状态，判断农业投入对土壤肥力、农业生产和水环境的影响，如王激清等[20]通过建立中国农田生态系统氮素平衡模型，估算中国不同地区的氮养分输入输出以及养分盈余并分析养分产生的环境效应；陈敏鹏等[21]利用 OECD 表观氮平衡模型框架，建立了中国农业系统表观氮磷平衡核算的框架、方法和数据库，结果表明，由于中国氮磷平衡区域分布严重不平衡，面临着氮、磷盈余管理和缺损管理的双重压力；以及 Bao 等[22]通过构建养分平衡模型，分析了 1980—1990 年长江流域农田系统氮素负荷及对水环境的影响。但是，此类研究未能深入且准确分析物质的利用强度和效率，也不能全面分析农业土地利用系统的环境健康状态。而 SFA 模型弥补了这些研究的不足，它可以更深入地解析物质的流动状况，更全面地分析物质的利用效率，更系统地评价系统健康状态。因此本研究尝试构建一套农业土地利用系统的 SFA 框架，建立适合区域农业土地利用过程的物质流分析评价指标体系，综合分析区域内农业土地利用系统

中物质的利用效率及环境健康状况，并以湖南省桃江县的氮素效应分析为案例开展了系统研究。

1　研究方法

1.1　物质流分析框架

在参考农业土地利用系统概论模型的基础上[23]，本文构建了区域农业土地利用系统的物质流分析框架。在总体结构上，农业土地利用系统的物质流包含 5 类(如图 1)，其中输入部分包含生产输入和环境输入，输出部分包含产品输出和环境输出，系统内部构成部分主要指物质净存量。

生产输入是指人类为了达到一定目的，通过人类劳动所输入物质的量，主要是指人类有意识的投入，如种子、农药、化肥、有机肥等。环境输入包括灌溉、干湿沉降、生物固氮以及人类生活所产生的废弃物，如通过生活污水、生活垃圾等途径输入到农业土地利用系统中物质的量。与生产输入不同，它属于人类无意识的输入，其输入的量很难准确测定。这是物质流分析在农业领域应用的难点之一。为了解决此问题，现有学者多应用系数法进行环境输入的测算[20–22]。

产品输出分为农产品和农副产品，农产品即是人类土地利用活动所追求的目的，如稻谷、小麦和玉米等粮食产品；而农副产品即指农作物所附加生产的非主要产品，如稻草、麦草等。而另一种输出途径是环境输出，由地表径流、地下淋溶、挥发(包括氨挥发和氧化亚氮排放)以及氮的反硝化等途径组成。同环境输入一样，此部分很难准确测定。

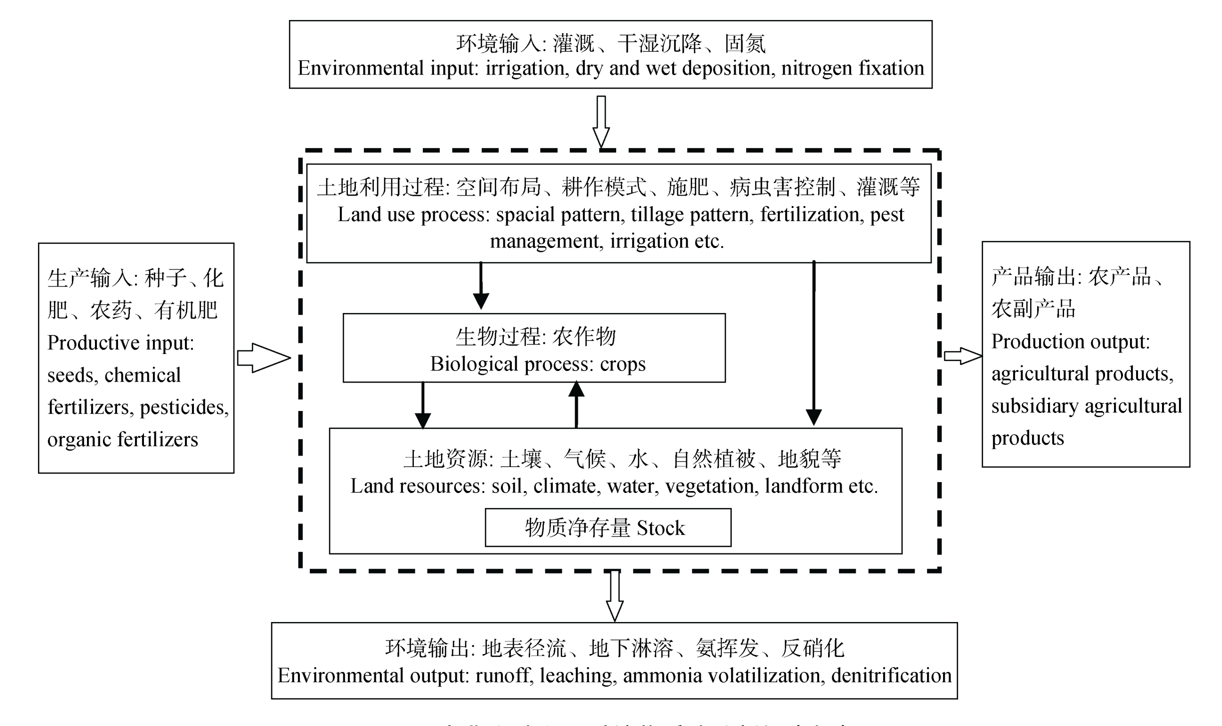


图 1　农业土地利用系统物质流分析概念框架

Fig. 1　Conceptual framework of substance flow analysis for agricultural land use system

1.2　农业土地利用系统的物质流分析指标

物质流分析的主要目标是实现物质投入总量及最终废弃物排放量的减量化，从而提高资源利用效率。为实现此目标，本文构建了农业土地利用系统物质流分析评价指标体系，主要由物质输入指标、物质输出指标、强度和效率指标和环境健康指标等 4 个大类 11 个分析指标组成，各个指标的计算公式如表 1 所示。

2　研究区域概况及数据来源

2.1　研究区域概况

本研究以湖南省桃江县为案例区。桃江县地处湘中偏北，资江中下游，属湖南洞庭湖区。桃江县是中亚热带大陆性季风湿润气候，平均年降雨量 1 566 mm。全县辖 15 个乡镇，2010 年年末总人口 86.7 万，其中农业人口 71.3 万。2010 年桃江全县耕地 44 000 hm^2、园地 5 273 hm^2、林地 114 720 hm^2、其他农用地 17 640 hm^2。桃江县属典型南方水稻种植区域，其水稻播种面积占总粮食作物播种面积的 93%，秸秆还田率达 68%。2010 年全县平均每公顷耕地分别施用氮肥 1 107.0 kg、磷肥 397.5 kg 和钾肥 229.5 kg，其折纯量分别为纯 N 261.0 kg、P_2O_5 49.5 kg 和 K_2O 130.5 kg。

表 1 农业土地利用系统物质流分析主要指标及计算公式

Table 1 Indicators of substance flow analysis and their calculating formula for agricultural land use system

指标类型 Indicator type	指标 Indicator	计算 Calculation formula
物质输入指标 Material input indicator	生产输入物质总量 Total material productive input amount	化肥输入+种子输入+农药输入+有机肥输入 Sum of inputs of chemical fertilizers, seeds, pesticides, and organic fertilizers
	环境物质输入总量 Total material environmental input amount	灌溉输入+干湿沉降输入+生物固氮输入 Sum of inputs of irrigation, dry and wet deposition and biological nitrogen fixation
	物质输入总量 Total material input amount	生产输入物质总量+环境物质输入总量 Sum of total material productive and environmental inputs
物质输出指标 Material output indicator	产品物质输出总量 Total material production output amount	农产品输出+农副产品输出 Sum of agricultural products and subsidiary products
	环境输出物质总量 Total material environmental output amount	地表径流输出+地下淋溶输出+挥发输出+氮硝化输出 Sum of output of runoff, leaching, ammonia volatilization and denitrification
	物质输出总量 Total material output amount	产品物质输出总量+环境物质输出总量 Sum of total material production and environmental output
物质储存指标 Stock indicator	物质净存量 Material stock	物质输入总量–物质输出总量 Material input – material output
物质强度和效率指标 Intensity and efficiency indicator	投入产出比 Input-output ratio	生产输入物质总量/产品物质输出总量 Material input / material output
	物质生产力 Material productivity	农业生产总值/生产输入物质总量 Gross farm production / total material productive input amount
	物质投入强度 Material input intensity	生产物质投入输入总量/区域内所有耕地面积 Total material productive input amount / cultivated area
环境健康指标 Environmental health indicator	养分负荷 Nutrient load	物质净存量/耕地面积 Material stock / cultivated area
	环境物质循环率 Environmental circulation rate	环境输出物质总量/环境输入物质总量 Total material environmental input amount / total material environmental output amount

2.2 数据来源及计算

本文主要的数据来源和物质流分析核算方法以及参数取值依据见表 2。由于通过农药方式输入的氮素量极少，故忽略不计[20]。

3 结果与分析

3.1 氮素输入指标分析

根据表 1 和表 2 的计算方法可得到 1980—2013 年桃江县农业土地利用系统氮素输入情况表(如表 3)。1980—2013 年，氮素的生产输入量呈现稳步增加的趋势，尤其从 2005—2010 年经化肥途径输入的氮素量增长较快。查阅资料[1]可知，从 2005 年开始，湖南省取消了农业税并对种粮农民进行 4 项补贴(直接补贴、良种补贴、农机具购置补贴和农业生产资料综合补贴)，说明这些措施对于提高农民化肥的投入量有重要影响。

从表还可知，1980—2013 年，在氮素环境输入总量不断上升的同时，其结构也随之变化：1980 年是以生物固氮方式为主，而 2013 年却以沉降方式为主。尽管随着耕地面积的减少，通过种子、固氮、灌溉等输入农业土地利用系统的氮素量在减少，但是由于化肥、有机肥以及沉降方式输入氮素量的迅速增长，桃江县农业土地利用系统中物质输入氮素总量还是增加了 1 倍左右，从 1980 年的 16 887.4 t 上涨到 2013 年的 32 926.4 t。分析表明：近 30 年来，桃江县生产输入氮素量和环境输入氮素量都显著增加，其中，生产输入是桃江县氮素输入的主要来源，尤其是通过化肥输入的氮素量占了相当大的比例。

3.2 氮素输出指标分析

桃江县农业土地利用系统的氮素输出结果如表 4 所示。在 1980—2013 年，随着粮食产量的波动，桃江县经产品输出的氮素量也呈波动变化：1980—1990 年受改革开放和包产到户等利好政策的影响，粮食产量增长较快，通过籽实输出的氮素量也增长迅速，从 1980 年的 7 806.3 t 氮素增加到 1990 年的 9 976.9 t，增幅达 27.8%；然而，在 1990—2005 年由于耕地面积急速减少，导致通过籽实输出氮素量不升反降，到 2005 年其值只有 7 420.6 t；之后，因桃江县实行了严格的耕地保护政策，并对农户进行种粮补贴，增加了化肥、有机肥的施用量，粮食产量不断提高，又使得通过籽实输出氮素量呈快速回升趋势，在 2013 年该值达到 10 743.9 t。同时，1980—2013 年氮素环境输出量却一直呈现增长趋势：尽管在 1980—1995 年间环境输出量增长较缓，仅增加了 2 234.0 t，但在 1995—2013 年间因氮肥和有机肥的大量施用，通过氮挥发损失的氮素量迅速增长，导致环境输出量也快速增加，到 2013 年通过环境输出的氮素量已达 13 072.5 t，是 1980 年的 2.4 倍。此外，由

表 2 农业土地利用系统中氮素物质流分析核算方法及参数取值

Table 2 Calculation method and parameter values of nitrogen flow and circulation of agricultural land use system

项目 Item		计算公式 Formula	参数及其含义 Parameter and meaning	取值 Value	依据 Reference
生产输入 Productive inputs	种子 Seed (I_1)	$I_1=\sum S_i\times C_{1i}$	S_i 是 i 作物的播种面积，C_{1i} 是 i 作物单位播种面积种子含氮量 S_i is sown area of crop i, C_{1i} is seed N content of crop i in per unit sown area.	$C_{1\text{rice}}=2.25$ kg·hm^{-2}; $C_{1\text{wheat}}=3.15$ kg·hm^{-2}; $C_{1\text{peanut}}=9.45$ kg·hm^{-2}; $C_{1\text{maize}}=0.75$ kg·hm^{-2}; $C_{1\text{rape}}=0.045$ kg·hm^{-2}	C_{1i} 依据文献[24]而定；S_{1i}、Hfs、Hfm、P 和 G_i 来源于 1980—2013 年《桃江县统计年鉴》 C_{1i} refers to the reference 24; S_{1i}, Hfs, Hfm, P and G_i come from the Statistic Yearbook of Taojiang County from 1980 to 2013.
	化肥 Chemical fertilizer (I_2)	I_2=Hfs+Hfm×1/3[25]	Hfs 为单质氮肥折纯量, Hfm 为复合肥折纯量 Hfs is N content of nitrogen fertilizer, Hfm is N content of compound fertilizer.	$R_1=0.68$; $R_2=0.5$; $R_3=0.5$; $C_2=5.4$ kg·person^{-1}; $\text{kf}_{\text{pig}}=0.65\%$; $\text{kf}_{\text{cattle}}=0.45\%$; $\text{kf}_{\text{sheep}}=0.8\%$; $\text{kf}_{\text{poultry}}=1.37\%$; $\text{ku}_{\text{pig}}=0.33\%$;	
	有机肥 Organic fertilizer (I_3)	$I_3=O_1\times C_{7i}\times R_1+C_2\times P\times 0.85\times R_2+R_3\times\sum G_i\times(\text{pf}_i\times\text{kf}_i+\text{pu}_i\times\text{ku}_i)$	O_1 作物秸秆总量；R_1 秸秆还田率；C_2 成年人粪尿含氮量；P 农村人口；0.85 为总人口换算为成人的系数；R_2 粪尿农田归还率；G_i 动物 i 的出栏数；R_3 禽畜粪尿还田率；kf_i 是动物 i 的粪便含氮量；pf_i 是动物 i 的粪便排放系数；ku_i 是动物 i 尿含氮量，pu_i 是动物 i 的尿排放系数 O_1 is crop straw amount; R_1 is rate of straw returning to soil; C_2 is N content of adult humanexcrete; P is rural population; R_2 is returning rate of humanexcrete; G_i is slaughter number of i livestock; R_3 is livestock manure returning rate; kf_i is nitrogen content of manure of i livestock; pf_i is manure discharge coefficient of i livestock; ku_i is nitrogen content in piss of i livestock; pu_i is animal piss discharge coefficient of i livestock.	$\text{ku}_{\text{cattle}}=0.80\%$; $\text{pf}_{\text{pig}}=398$ kg·head^{-1}; $\text{pf}_{\text{cattle}}=7\ 300$ kg·head^{-1}; $\text{pf}_{\text{sheep}}=468$ kg·head^{-1}; $\text{pf}_{\text{poultry}}=38.2$ kg·head^{-1}; $\text{pu}_{\text{pig}}=656$ kg·head^{-1}; $\text{pu}_{\text{cattle}}=3\ 650$ kg·head^{-1}.	R_1、R_2 来源于桃江县 1 619 份农户调研数据；R_3 来源文献[26]；kf_i、pf_i、ku_i、pu_i 来源于文献[27] R_1, R_2 come from investigation results of 1 619 farmer households of Taoyuan County. R_3 refers to the reference [26]. kf_i, pf_i, ku_i, pu_i refer to the reference [27].
环境输入 Environmental inputs	灌溉 Irrigation (I_4)	$I_4=\sum S_i\times C_{3i}$	C_{3i} 是 i 作物单位播种面积随灌溉水带入氮素的量 C_{3i} is the amount of nitrogen along with irrigated water of crop i in per unit sown area.	$C_{3\text{rice}}=16.4$ kg·hm^{-2}; $C_{3\text{wheat}}=12.2$ kg·hm^{-2}; $C_{3\text{maize}}=9.7$kg·hm^{-2};	C_{3i} 取全国平均值[28] C_{3i} is the national average[28].
	固氮 Nitrogen fixation (I_5)	$I_5=\sum S_i\times C_{4i}$	C_{4i} 分别是 i 作物单位耕地面积固氮率 C_{4i} is the rate of nitrogen fixing of crop i in per unit cultivated land area.	$C_{4\text{soybean}}=80$ kg·hm^{-2}; $C_{4\text{peanut}}=80$ kg·hm^{-2}; $C_{4\text{rice}}=30$ kg·hm^{-2}; $C_{4\text{others}}=15$ kg·hm^{-2};	C_{4i} 取长江流域的平均值[22] C_{4i} is the average of the Changjiang River basin[22].
	干湿沉降 Dry and wet deposition (I_6)	$I_6=A\times C_5\times J\times 2$	A 指耕地面积；C_5 是降雨含氮量；J 是年降雨量；2 是指总沉降量是湿沉降量的 2 倍[29] A is agricultural acreage; C_5 is nitrogen content in rainfall; J is annual precipitation; 2 means times of total deposition compared to wet deposition.	$C_5=0.063x-123.683$. 其中 x 是年份。 x is year.	C_5 参照文献[30]，A 和 J 来源于《桃江县统计年鉴》 C_5 refers the reference [30]. A and J come from the Statistic Yearbook of Taojiang County
生产输出 Production outputs	秸秆 Straw (O_1)	$O_1=\sum Y\times C_{6i}\times C_{7i}$	Y 指各类作物粮食产量；C_{6i} 是 i 作物的谷草比；C_{7i} 是 i 作物的秸秆含氮量 Y is all kinds of crop production; C_{6i} is the ratio of grain to straw of crop i; C_{7i} is the nitrogen content of straw of crop i.	$C_{6\text{rice}}=1:0.9$; $C_{6\text{wheat}}=1:1.1$; $C_{6\text{maize}}=1:1.2$; $C_{6\text{soybean}}=1:1.6$; $C_{6\text{potato}}=1:0.5$; $C_{7\text{rice}}=0.55\%$; $C_{7\text{wheat}}=0.65\%$; $C_{7\text{maize}}=0.92\%$; $C_{7\text{soybean}}=1.81\%$;	Y 来源于《桃江县统计年鉴》；C_{6i}、C_{7i} 来源于《中国有机肥料养分志》 Y comes from the Statistic Yearbook of Taojiang County. C_{6i} and C_{7i} come from Nutrient Record of Organic Fertilizer of China"
	籽实 Grain (O_2)	$O_2=\sum Y\times(C_{8i}-C_{7i})$	C_{8i} 是 i 作物形成每 100 kg 经济产量需要吸收的养分量； C_{8i} is absorption nutrient content per 100 kg economic yield.	$C_{8\text{rice}}=2.25$ kg·(100 kg)$^{-1}$; $C_{8\text{wheat}}=3.0$ kg·(100 kg)$^{-1}$; $C_{8\text{maize}}=2.57$ kg·(100 kg)$^{-1}$; $C_{8\text{soybean}}=7.2$ kg·(100 kg)$^{-1}$.	C_{8i} 参考文献[31] C_{8i} refers the reference [31].
环境输出 Environmental outputs	地表径流 Runoff (O_3)	$O_3=A\times C_9$	C_9 是指单位耕地面积通过地表径流损失的氮素量；C_{10} 指单位耕地面积通过地下淋溶损失的氮素量；I_2 为化肥投入量；I_3 为有机肥投入量；C_{11} 指氮肥挥发率；C_{12} 指有机肥挥发率；C_{13} 氮肥和有机肥的反硝化率 C_9 is nitrogen loss through runoff per unit cultivated land area; C_{10} is nitrogen loss through leaching per unit cultivated land area; I_2 is chemical fertilization amount; I_3 is organic fertilization amount; C_{11} is volatilization rate of nitrogen; C_{12} is volatilization rate of organic fertilizer; C_{13} is denitrification rate of nitrogen and organic fertilizer.	$C_9=6.3$ kg·hm^{-2}; $C_{10}=2.4$ kg·hm^{-2}; $C_{11}=40.0\%$; $C_{12}=26.1\%$; $C_{13}=16.0\%$.	C_9~C_{13} 参考文献[31] C_9 to C_{13} refer to the reference [31].
	地下淋溶 Leaching (O_4)	$O_4=A\times C_{10}$			
	氨挥发 Ammonia volatilization (O_5)	$O_5=I_2\times C_{11}+I_3\times C_{12}$			
	反硝化 Denitrification (O_6)	$O_6=(I_2+I_3)\times C_{13}$			

表 3 1980—2013 年桃江县农业土地利用系统氮素输入情况

Table 3 Nitrogen input of agricultural land use system in Taojiang County from 1980 to 2013

年份 Year	耕地面积 Cultivated land area (hm^2)	生产输入量 Productive input amount (t)				环境输入量 Environmental input amount (t)				输入总量 Total input (t)
		种子 Seed	有机肥 Organic fertilizer	化肥 Chemical fertilizer	小计 Sub-total	沉降 Dry and wet deposition	固氮 Nitrogen fixation	灌溉 Irrigation	小计 Sub-total	
1980	43 166.7	159.1	5 037.2	6 355.6	11 551.9	1 386.9	2 836.6	1 103.1	5 326.6	16 878.4
1985	42 646.7	150.4	6 301.4	8 406.0	14 857.9	1 836.9	2 689.3	1 070.7	5 597.0	20 454.8
1990	41 700.0	154.1	7 502.4	8 413.5	16 069.9	2 170.5	2 787.8	1 077.9	6 036.2	22 106.1
1995	40 980.0	145.4	6 313.8	9 484.0	15 943.2	3 471.9	2 510.7	1 010.9	6 993.4	22 936.6
2000	40 500.0	137.9	7 528.6	9 695.0	17 361.5	3 154.6	2 256.8	943.6	6 355.0	23 716.4
2005	37 890.0	121.1	8 734.8	9 804.8	18 660.6	3 474.2	2 066.9	842.1	6 383.2	25 043.8
2010	44 000.0	147.2	10 269.2	14 559.1	24 975.4	4 629.1	2 569.1	988.9	8 187.1	33 162.5
2013	44 044.1	144.0	10 899.5	14 465.3	25 508.9	3 771.0	2 685.6	961.0	7 417.5	32 926.4

表 4 1980—2013 年桃江县农业土地利用系统氮素输出情况

Table 4 Nitrogen output of agricultural land use system in Taojiang County, 1980—2013

年份 Year	产品输出量 Production output amount (t)			环境输出量 Environmental output amount (t)					输出总量 Total output (t)
	籽实 Grain	秸秆 Straw	小计 Sub-total	地表径流 Runoff	地下淋溶 Leaching	氮挥发 Ammonia volatilization	反硝化 Denitrification	小计 Sub-total	
1980	7 806.3	1 639.9	9 446.2	105.8	269.8	3 428.9	1 560.5	5 365.0	14 811.1
1985	9 128.7	2 320.6	11 449.3	104.5	266.5	4 401.4	1 981.9	6 754.3	18 203.6
1990	9 976.9	2 335.8	12 312.6	102.2	260.6	4 713.9	2 172.8	7 249.5	19 562.1
1995	8 399.9	2 004.1	10 404.0	100.9	257.4	4 989.9	2 250.8	7 599.0	18 003.0
2000	7 752.4	1 975.7	9 728.0	99.2	253.1	5 327.3	2 439.7	8 119.4	17 847.4
2005	7 420.6	1 723.2	9 143.9	92.8	236.8	5 740.9	2 683.9	8 754.5	17 898.3
2010	9 668.3	2 498.2	12 166.4	107.8	275.0	7 851.9	3 572.8	11 807.5	23 973.9
2013	10 743.9	2 321.9	13 065.8	107.9	275.3	8 630.9	4 058.4	13 072.5	26 138.3

于耕地面积变化因素的影响，通过地表径流和地下淋溶输出到环境中的氮素量，经过了先减少后增加的变化过程。而输出总氮素量，因受氮素产品输出影响较大，其值也是经历了先增加后减少再增加的过程，至 2013 年已达到 26 138.3 t。

3.3 氮素物质利用强度和效率指标分析

氮素物质利用强度和效率指标主要用来测度在一定时间特定区域内农业土地利用系统中单位耕地面积氮素的投入量及其产出量，对评价区域氮素利用强度和效率具有重要作用。

3.3.1 氮素投入强度

氮素投入强度主要被用来评价通过生产输入方式输入到单位耕地面积的氮素量，其计算公式是氮素生产输入总量与区域内所有耕地面积之比。同时，为了便于与已有资料进行对比，本文引入氮肥投入强度的概念，即单位耕地面积由化肥带入的氮素量。计算结果表明，桃江县的氮素投入强度逐年递增(如图 2)，1980 年氮素投入强度仅为 267.8 kg·hm^{-2}，其中氮肥投入强度为 147.2 kg·hm^{-2}；而到 2005 年氮素投入强度已达 492.5 kg·hm^{-2}，通过化肥输入的氮素量也达到 258.8 kg·hm^{-2}，比 1980 年分别增加了 84.34%和 75.76%。依据鲁如坤等[32]的研究，氮肥投入强度大于 250.0 kg·hm^{-2} 即可定为超量，极易引起环境污染。按此标准，此时桃江县氮肥投入已超量。然而，2005 年以后，尽管耕地面积有一定的增加，但是受化肥、有机肥施用量快速增加的影响，桃江县单位耕地面积的氮素投入量并没有得到有效控制，

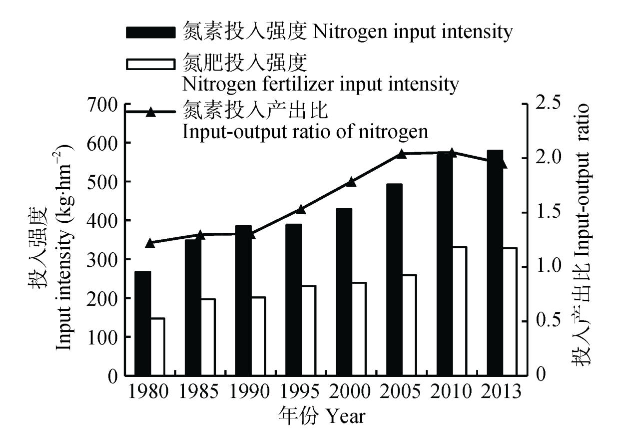


图 2 1980—2013 年桃江县氮素投入强度和投入产出比变化图

Fig. 2 Nitrogen input intensity and nitrogen input-output ratio changes in Taojiang County from 1980 to 2013

其氮素投入强度和氮肥投入强度继续保持快速增长，在 2013 年已分别达到 579.2 kg·hm^{-2} 和 328.4 kg·hm^{-2}，其氮肥投入强度远远超过了 250.0 kg·hm^{-2} 的标准，表明桃江县出现农业环境风险的概率在增大。

3.3.2 氮素投入产出比

氮素投入产出比是指区域内农业土地利用系统生产输入氮素总量与产品氮素输出总量之比，可用来表征氮素的利用效率。因生产输入主要包括种子、化肥和有机肥 3 种途径，而产品输出包括了籽实和秸秆的输出，所以通过二者之比，可直观看出农业土地利用系统中物质利用效率的变化。从图 2 可知，1980—2005 年桃江县的氮素投入产出比逐年增长，说明其氮素的利用率在逐年下降；而 2005 年之后氮素投入产出比又开始逐年降低，根据实地调研发现，这与 2005 年桃江县农业局开始大力推广测土配方施肥从而提高肥料的有效利用率有关。

3.3.3 氮素物质生产力

物质生产力是指一定区域内某一年度内其农业国内生产总值与生产输入物质总量的比值，用来测度每单位物质投入所创造的经济价值[33]。在农业土地利用系统中，为了方便与其他区域的比较，本文采用化肥方式输入到农业土地利用系统氮素量代替生产输入氮素总量。从图 3 可知，在 1980 年，桃江县氮素物质生产力为 1.7 万元·t^{-1}，略高于湖南省平均值 1.6 万元·t^{-1}。之后桃江县氮素物质生产力逐年增大，其增长率远高于湖南全省平均氮素物质生产力的增长，到 2000 年，两者的差距达到最大，是湖南全省平均氮素物质生产力的 1.5 倍，表明 1980—2000 年桃江县在氮素利用效率方面位于全省的前列。然而，2000 年以后湖南省平均氮素物质生产力开始快速增长，至 2005 年赶上桃江县，到 2013 年其氮素物质生产已比桃江县高 4.6 万元·t^{-1}。而桃江县在 2013 年氮素的物质生产力仅为 16.0 万元·t^{-1}，在全省处于落后水平。

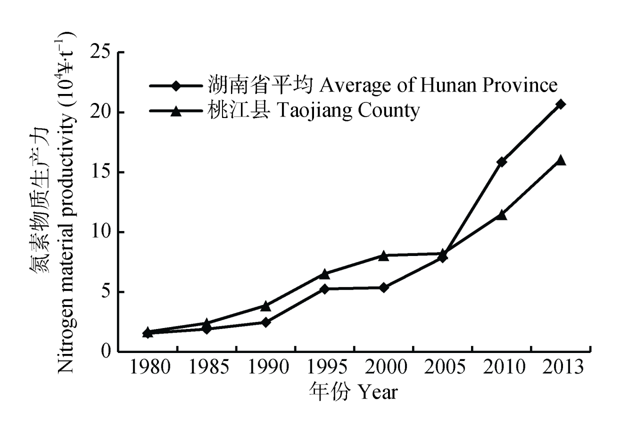


图 3 1980—2013 年湖南省平均氮素物质生产力与桃江县氮素生产力变化图

Fig. 3 Nitrogen material productivity changes in Hunan Province and Taojiang County, 1980—2013

3.4 氮素环境健康指标分析

3.4.1 氮养分负荷

养分负荷是指某一年内输入物质总量与输出物质总量之差与该区域内所有耕地面积之比[34]。桃江县氮养分负荷计算结果如图 4 所示。1980—2013 年，氮养分负荷呈现先增长后降低的变化趋势。在 1980—1990 年间，氮养分负荷缓慢增长，在 1980 年氮养分负荷为 47.9 kg·hm^{-2}，至 1990 年该值仅为 61.0 kg·hm^{-2}，只增长了 27%。而从 1990—2000 年，由于生产输入与环境输入的氮素量快速增长的原因，其氮养分负荷也迅速增长，至 2000 年氮养分负荷增长到 144.0 kg·hm^{-2}，较 1990 年增长了 136%，远远高于全国平均水平 87.1 kg·hm^{-2}[20]。然而，从 2000—2010 年桃江县的氮养分负荷并没有得到有效控制，其氮素养分负荷还继续增长，在 2010 年已增长到 208.8 kg·hm^{-2}。之后，其氮素养分负荷开始降低，至 2013 年回落至 154.1 kg·hm^{-2}。氮养分负荷的过量盈余，容易导致土壤酸化、板结，影响水体质量，严重威胁环境健康。

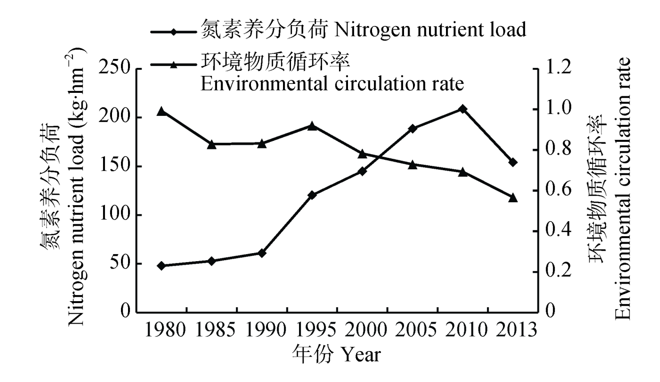


图 4 1980—2013 年桃江县氮素养分负荷以及环境物质循环率变化图

Fig. 4 Nitrogen nutrient loads and environmental circulation rate changes in Taojiang County from 1980 to 2013

3.4.2 环境物质循环率

为了表征系统稳定性，引入环境物质循环率的概念。环境物质循环率是指区域内环境输入物质总量与环境输出物质总量之比。在特定的农业土地利用系统中，如果长时间内通过环境输入物质的总量与环境输出物质的总量之比为 1，则该系统的生态稳定性越高，其环境风险也就越低。从图 4 可知，1980 年至 2013 年，桃江县氮素的环境物质循环率呈下降趋势，在 1980 年，其值是 0.99，而到 2013 年其值仅为 0.57。说明该阶段桃江县向环境输出的氮素量在逐年增加。而环境输出的氮素不外乎经过径流、

淋溶、挥发以及硝化等途径损失。其中，通过径流、淋溶等途径损失的氮素是水体富营养化主要原因之一，而经挥发和硝化途径流失的氮素又是温室气体的主要来源。因此，这也表明桃江县农业土地利用系统的生态稳定性在逐年降低。

4 讨论

1)氮素输入量的变化受多种因素影响。首先，与耕地面积的变化有关，1980—2013 年桃江县耕地面积经历了先减少后增加的变化趋势。耕地面积的变化必然会导致作物播种面积的变化，如 1980 年水稻播种面积为 43 168 hm^2，而在 2005 年其值仅有 33 486 hm^2，减少了 22.4%。作物播种面积的变化又会影响通过种子、化肥、有机肥、灌溉等方式输入到农业土地利用系统的氮素量。其次，与作物种植结构的变化有关，由于桃江县大量的耕地由双季稻改种单季稻，如 1980 年中稻的种植面积仅有 280 hm^2，而在 2010 年中稻的种植面积增长到 8 066 hm^2，导致化肥氮素投入量的大量增加。最后，还与单位耕地面积化肥和有机肥施用量的增加有关。另外，本文研究结果表明氮素输入量的主要途径是化肥，其次是有机肥，再次是沉降和固氮，而通过灌溉和种子途径输入的氮素量最少。这与王激清等[20]和李书田等[35]研究结果相似，但是在具体的输入比例上存在一定的不同。如在李书田等[35]研究的长江中下游流域，通过有机肥输入的氮素量占氮素输入总量的 18%，而本文估算的结果为 33%。这主要是因为桃江县养牛业发达，如在 2013 年全县牛的存栏数为 9.8 万头，而且牛作为大型动物，其氮素排泄系数远远超过其他禽畜。此外，在估算沉降输入的氮素量上，王激清等[20]计算的结果占比为 3.5%，而本文中氮素沉降输入量平均占总输入量的 12.2%，主要原因是本文考虑了单位耕地面积通过沉降方式输入的氮素量会随着年份的变化而增长[30]，导致氮沉降量逐年增加。

2)受氮肥、有机肥等施用量快速增长的影响，环境输出的氮素量增长明显，特别是通过氮挥发途径损失的氮素占全部环境输出的 66.5%。氮的挥发形式主要以氨挥发和氧化亚氮直接排放为主。氨是导致酸雨的主要污染物质之一，还会导致水体富营养化的发生，而氧化亚氮又是温室气体，增温潜势是 CO_2 的 310 倍[36]。因此，减少氮的挥发，是控制环境风险的关键。

3)在农业土地利用系统中，可评价物质利用效率的指标相对较少，目前主要有投入产出比指标。然而，由于投入产出比指标易受自然资源禀赋的影响，不便于区域之间的比较。故本文引入了物质生产力的概念。物质生产力可测度每单位物质的投入所创造的经济价值。通过计算表明，在 2013 年桃江县氮素的物质生产力仅为 16.0 万元·t^{-1}，在全省处于落后水平。因此，桃江县需进一步采取措施，调整农业结构，提高农产品附加值，从而提高氮素的物质生产力。

4)本文构建了两个指标用来评价区域农业土地利用系统的环境健康状况。一个是养分负荷，用来指示区域内单位耕地面积物质的亏损或盈余累积情况。该指标可与国家相关的环境标准进行对比，以确定该区域内的环境健康程度。如与魏静等[28]的研究对比发现，1980—1995 年，桃江县的氮负荷均落后于全国平均水平，但是从 2000—2005 年，桃江县的氮养分负荷快速增加，在 2005 年桃江县的氮素养分负荷比全国平均值高 45.3%。另一个指标是环境物质循环率，该指标可用来指示区域内系统的生态稳定性。当环境输入的氮素量长期等于其环境输出量时，表明此时人类的生产生活对环境的影响越小，其生态健康程度也越高。同时使用这两个指标可更全面地表征农业土地利用系统的环境健康状况。结果表明，1980 年至 2010 年两个指标均显示桃江县的环境健康状况每况愈下，出现环境风险的概率在变大。

5)由于农业土地利用系统是一个非常复杂的自然–生态–经济复合系统，导致现有研究缺少准确的参数和足够的统计数据，这在一定程度上会影响物质流分析结果的精度。如对于农作物收获物和秸秆的养分含量、作物谷草比，以及畜禽活体各部分及其粪尿的排泄系数等研究所需的参数，尽管已有研究确定了一套较为成熟的参数，分析全国尺度氮素流动状况[35,37]，但是，考虑到桃江县地区的自然经济社会状况，本文参数尽量选择与本地区相似的地方，以确保研究结果不出大的偏差。此外，某些参数(如秸秆和粪便的还田率)会随着社会经济技术的发展和环境的变化而变化，然而，由于缺少相关研究，本文并没有考虑到这些因素的变化，导致研究结果存在一定的误差。因此，在今后应建立不同区域内物质流分析的参数数据库，并更加详细准确地记录物质消耗指标，为物质流分析方法在农业土地利用系统中的广泛应用奠定基础。

5 结论

本文主要通过引入物质流分析理论，构建了

区域尺度农业土地利用系统的物质流分析方法框架，建立了适合区域农业利用的物质流分析评价指标体系，并用物质输入指标、物质输出指标、物质利用强度和效率指标以及环境健康指标综合评价了区域内物质利用概况、物质利用效率、物质利用强度及潜在环境健康状况。并以桃江县为案例区开展实证研究，从时间序列上分析了桃江县农业土地利用系统中氮素的物质流动状况，并得到以下结论：

1)1980—2013 年，桃江县生产输入氮素量和环境输入氮素量呈显著增加趋势。生产输入是桃江县氮素输入的主要来源，而其中，化肥输入量在生产输入方式中所占比重较大。同时期，桃江县输出氮素总氮量呈波动上升状态，而产品输出氮素量却增加不大，但环境输出量增长了 1.4 倍。

2)1980—2013 年，在桃江县农业土地利用系统中氮肥投入强度呈现逐年增长的趋势，2013 年已达 328.4 kg·hm^{-2}，超过了其标准值(250 kg·hm^{-2})的 32%；1980—2005 年，桃江县农业土地利用系统的氮素物质利用效率逐年降低，而从 2005—2013 年物质利用效率缓慢增加；另外，在此期间桃江县氮素物质生产力尽管在逐年增加，但是 2005 年之后已落后于湖南全省的平均氮素生产力，表明目前桃江县农业土地利用系统的物质生产效率还处于低水平，还需进一步采取措施，调整农业结构，提高农产品附加值。

3)在 1980—2010 年间桃江县农业土地利用系统的环境健康质量和生态稳定性在逐年降低。但是，从 2010 年后桃江县农业土地利用系统的氮素养分负荷开始降低，表明近期其环境健康质量有所好转。

参考文献 References

[1] 付永虎，刘黎明，袁承程．农业土地利用系统氮足迹与灰水足迹综合评价[J]．农业工程学报, 2016, 32(S1): 312–319
Fu Y H, Liu L M, Yuan C C. Comprehensive evaluation for nitrogen footprint and gray water footprint of agricultural land use system[J]. Transactions of the CSAE, 2016, 32(S1): 312–319

[2] Brunner P H, Rechberger H. Practical Handbook of Material Flow Analysis[M]. Washington, DC: Lewis Publishers, 2003: 1–318

[3] Ayres R U, Simonis U E. Industrial Metabolism: Restructuring for Sustainable Development[M]. Tokyo, New York, Paris: United Nations University Press, 1994

[4] Matthews E, Amann C, Bringezu S, et al. The weight of nations: Material outflows from industrial economies[R]. Washington, DC: World Resources Institute, 2000

[5] 张晓刚，曾辉．从系统到景观：区域物质流分析的景观取向[J]．生态学报, 2014, 34(6): 1340–1351
Zhang X G, Zeng H. From system to landscape: The other orientation of regional material flow analysis[J]. Acta Ecologica Sinica, 2014, 34(6): 1340–1351

[6] de Marco O, Lagioia G, Mazzacane E P. Materials flow analysis of the Italian economy[J]. Journal of Industrial Ecology, 2000, 4(2): 55–70

[7] Gravgaard Pedersen O. Material flow accounts and analysis for Denmark[C]//Meeting of the Eurostat Task Force on Material Flow Accounting. 2000

[8] Isacsson A, Jonsson K, Linder I, et al. Material flow accounts, DMI and DMC for Sweden 1987–1997[J]. Luxembourg: Eurostat, Office for Official Publications of the European Communities, 2000

[9] Schandl H, Schulz N. Using material flow accounting to operationalize the concept of Society's Metabolism: A preliminary MFA for the United Kingdom for the period of 1937–1997[R]. ISER Working Paper No. 2000-3. Colchester: University of Essex, 2000: 27–36

[10] 吴开亚，刘晓薇，张浩．基于物质流分析方法的安徽省环境载荷及其减量化研究[J]．资源科学, 2011, 33(4): 789–795
Wu K Y, Liu X W, Zhang H. Environmental load of Anhui Province and its reduction: An approach of material flow analysis[J]. Resources Science, 2011, 33(4): 789–795

[11] 费威，刘心，杨晨．基于 MFA 和 DEA 的区域经济环境效率评价——以辽宁省为例[J]．生态学报，2015，35(11): 3797–3807
Fei W, Liu X, Yang C. Economic and environmental efficiencies based on material flow analysis and data envelopment analysis: A case study of Liaoning Province[J]. Acta Ecologica Sinica, 2015, 35(11): 3797–3807

[12] 陈效逑，乔立佳．中国经济–环境系统的物质流分析[J]．自然资源学报, 2000, 15(1): 17–23
Chen X Q, Qiao L J. Material flow analysis of Chinese economic-environmental system[J]. Journal of Natural Resources, 2000, 15(1): 17–23

[13] 陈效逑，赵婷婷，郭玉泉，等．中国经济系统的物质输入与输出分析[J]．北京大学学报：自然科学版，2003，39(4): 538–547
Chen X Q, Zhao T T, Guo Y Q, et al. Material input and output analysis of Chinese economy system[J]. Acta Scientiarum Naturalium Universitatis Pekinensis, 2003, 39(4): 538–547

[14] Harper E M. A product-level approach to historical material flow analysis: Tungsten as a case study[J]. Journal of Industrial Ecology, 2008, 12(5/6): 768–784

[15] 岳强，陆钟武．中国铜循环现状分析(Ⅰ)——“STAF”方法[J]．中国资源综合利用, 2005(4): 6–11

Yue Q, Lu Z W. An analysis of contemporary copper cycle in China (Ⅰ) — "STAF" method[J]. China Resources Comprehensive Utilization, 2005(4): 6–11
[16] 张江徽, 陆钟武. 中国 2004 年锌循环分析及政策建议[J]. 资源科学, 2007, 29(5): 81–89
Zhang J H, Lu Z W. Zinc circulation analysis in China in 2004 and policy recommendations[J]. Resources Science, 2007, 29(5): 81–89
[17] 陈伟强, 石磊, 钱易. 2005 年中国国家尺度的铝物质流分析[J]. 资源科学, 2008, 30(9): 1320–1326
Cheng W Q, Shi L, Qian Y. Aluminium substance flow analysis for mainland China in 2005[J]. Resources Science, 2008, 30(9): 1320–1326
[18] 刘毅, 陈吉宁. 滇池流域磷循环系统的物质流分析[J]. 环境科学, 2006, 27(8): 1549–1553
Liu Y, Chen J N. Substance flow analysis on phosphorus cycle in Dianchi Basin, China[J]. Environmental Science, 2006, 27(8): 1549–1553
[19] Huang C L, Ma H W, Yu C P. Substance flow analysis and assessment of environmental exposure potential for triclosan in mainland China[J]. Science of the Total Environment, 2014, 499: 265–275
[20] 王激清, 马文奇, 江荣风, 等. 中国农田生态系统氮素平衡模型的建立及其应用[J]. 农业工程学报, 2007, 23(8): 210–215
Wang J Q, Ma W Q, Jiang R F, et al. Development and application of nitrogen balance model of agro-ecosystem in China[J]. Transactions of the CSAE, 2007, 23(8): 210–215
[21] 陈敏鹏, 陈吉宁. 中国区域土壤表观氮磷平衡清单及政策建议[J]. 环境科学, 2007, 28(6): 1305–1310
Chen M P, Chen J N. Inventory of regional surface nutrient balance and policy recommendations in China[J]. Environmental Science, 2007, 28(6): 1305–1310
[22] Bao X, Watanabe M, Wang Q X, et al. Nitrogen budgets of agricultural fields of the Chang Jiang River basin from 1980 to 1990[J]. Science of the Total Environment, 2006, 363(1/3): 136–148
[23] 刘黎明. 土地资源学[M]. 北京: 中国农业大学出版社, 2010: 172–182
Liu L M. Land Resources Science[M]. Beijing: China Agricultural University Press, 2010: 172–182
[24] 鲁如坤, 刘鸿翔, 闻大中, 等. 我国典型地区农业生态系统养分循环和平衡研究Ⅱ. 农田养分收入参数[J]. 土壤通报, 1996, 27(4): 151–154
Lu R K, Liu H X, Wen D Z, et al. Research on nutrient cycle and balance in agricultural eco-system in Chinese typical regions Ⅱ. Parameters of nutrient input in farmland[J]. Chinese Journal of Soil Science, 1996, 27(4): 151–154
[25] 王激清, 刘社平, 高静. 河北省农田生态系统氮养分平衡状况研究[J]. 河北北方学院学报: 自然科学版, 2009, 25(1): 42–48
Wang J Q, Liu S P, Gao J. Nitrogen budgets in agro-ecosystem of Hebei Province[J]. Journal of Hebei North University: Natural Science Edition, 2009, 25(1): 42–48
[26] 武深树, 谭美英, 龙岳林, 等. 洞庭湖区畜禽粪便中氮素污染及其环境成本[J]. 农业工程学报, 2009, 25(6): 229–234
Wu S S, Tan M Y, Long Y L, et al. Nitrogen pollution and environmental cost of livestock manure in Dongting lake area[J]. Transactions of the CSAE, 2009, 25(6): 229–234
[27] 武深树, 谭美英, 黄璜, 等. 湖南洞庭湖区农地畜禽粪便承载量估算及其风险评价[J]. 中国生态农业学报, 2009, 17(6): 1245–1251
Wu S S, Tan M Y, Huang H, et al. Loading capacity estimation and risk assessment of livestock manure in cultivated lands around Dongting Lake[J]. Chinese Journal of Eco-Agriculture, 2009, 17(6): 1245–1251
[28] 魏静, 马林, 马文奇, 等. 城镇化对我国不同年代农田氮素循环的影响[J]. 河北农业大学学报, 2009, 32(1): 6–9
Wei J, Ma L, Ma W Q, et al. Influence of urbanization on N cycle of farmland of various periods in China[J]. Journal of Agricultural University of Hebei, 2009, 32(1): 6–9
[29] Liu C, Watanabe M, Wang Q X. Changes in nitrogen budgets and nitrogen use efficiency in the agro-ecosystems of the Changjiang River basin between 1980 and 2000[J]. Nutrient Cycling in Agroecosystems, 2008, 80(1): 19–37
[30] Liu X J, Zhang Y, Han W X, et al. Enhanced nitrogen deposition over China[J]. Nature, 2013, 494(7438): 459–462
[31] 鲁如坤, 刘鸿翔, 闻大中, 等. 我国典型地区农业生态系统养分循环和平衡研究Ⅰ. 农田养分支出参数[J]. 土壤通报, 1996, 27(4): 145–151
Lu R K, Liu H X, Wen D Z, et al. Research on nutrient cycle and balance in agricultural eco-system in Chinese typical regions Ⅰ. Parameters of nutrient output in farmland[J]. Chinese Journal of Soil Science, 1996, 27(4): 145–151
[32] 鲁如坤, 刘鸿翔, 闻大中, 等. 我国典型地区农业生态系统养分循环和平衡研究Ⅳ——农田养分平衡的评价方法和原则[J]. 土壤通报, 1996, 27(5): 197–199
Lu R K, Liu H X, Wen D Z, et al. Research on nutrient cycle and balance in agricultural eco-system in Chinese typical regions Ⅳ. Evaluation method and principle of nutrition balance of farmland[J]. Chinese Journal of Soil Science, 1996, 27(5): 197–199
[33] 毕军, 黄和平, 袁增伟, 等. 物质流分析与管理[M]. 北京: 科学出版社, 2009: 210–211
Bi J, Huang H P, Yuan Z W, et al. Material Flow Analysis and Management[M]. Beijing: Science Press, 2009: 210–211
[34] 姜甜甜, 高如泰, 夏训峰, 等. 北京市农田生态系统氮素养分平衡与负荷研究——以密云县和房山区为例[J]. 农业环境科学学报, 2009, 28(11): 2428–2435
Jiang T T, Gao R T, Xia X F, et al. Nitrogen nutrient balance and load in agro-ecosystem of Miyun County and Fangshan

County in Beijing[J]. Journal of Agro-Environment Science, 2009, 28(11): 2428–2435

[35] 李书田, 金继运. 中国不同区域农田养分输入、输出与平衡[J]. 中国农业科学, 2011, 44(20): 4207–4229
Li S T, Jin J Y. Characteristics of nutrient input/output and nutrient balance in different regions of China[J]. Scientia Agricultura Sinica, 2011, 44(20): 4207–4229

[36] Aneja V P, Schlesinger W H, Erisman J W. Effects of agriculture upon the air quality and climate: Research, policy, and regulations[J]. Environmental Science & Technology, 2009, 43(12): 4234–4240

[37] Ma L, Ma W Q, Velthof G L, et al. Modeling nutrient flows in the food chain of China[J]. Journal of Environmental Quality, 2010, 39(4): 1279–1289